

Cambios en los ensambles y gremios de arañas (Araneae) en sitios con aprovechamiento forestal de la selva pedemontana del noroeste argentino

Spider (Araneae) assemblage and guild changes in logged areas of the piedmont forest of northwestern Argentina

Ana Sofía Alcalde¹
as.alcalde@conicet.gov.ar

Natalia Politi¹
natalia.politi@fulbrightmail.org

José Antonio Corronca²
jcorronca@gmail.com

Luis Osvaldo Rivera¹
luosvrv@gmail.com

Resumen

Las arañas son sensibles a las alteraciones que se produzcan sobre la estructura del bosque. Para delinear pautas de manejo forestal sustentable es necesario entender cómo ésta actividad afecta a los ensambles de arañas. Nuestro objetivo fue estudiar la respuesta de la araneofauna al aprovechamiento forestal (AF) en la Selva Pedemontana, Argentina. Se recolectaron arañas mediante trampas de caída y se midieron variables de vegetación en un sitio con AF y uno sin aprovechamiento forestal (R). Se observó que la tasa de captura de arañas Linyphiidae fue mayor en AF y el gremio de las cursoriales en R. Las diferencias encontradas pueden atribuirse a que Linyphiidae posee una gran capacidad de colonización tras los disturbios, mientras que las arañas cursoriales muestran requerimientos de hábitat específicos, por lo que son sensibles a las modificaciones en el bosque. Los análisis canónicos de correspondencia mostraron que las arañas se asocian con la cobertura de leñosas y el desarrollo del sotobosque, sugiriendo que ellas responden de manera diferencial a los cambios en la estructura del bosque. Por ello, es necesario retener áreas intactas dentro de los sitios con aprovechamiento forestal para asegurar la conservación de las arañas.

Palabras clave: artrópodos, bosque, complejidad de hábitat, manejo forestal.

Abstract

Spiders are sensitive to disturbances that occur on forest structure. It is a need to understand how this activity affects spider assemblages to feature sustainable forest management guidelines. Our goal was to study the response of the araneofauna to logging (AF) in the piedmont forest, Argentina. We collected spiders using pitfall traps and we measured vegetation variables at AF and a reference area (R). The capture rate of Linyphiidae spiders were higher at AF than R, and the capture rate of cursorial guild were inverse. This could be due to the fact that Linyphiidae spiders have a great power of re-establishing after disturbances, meanwhile cursorial spiders have specific habitat requirements what make them sensitive to forest modifications. The canonical correspondence analysis shows that spiders are associated with high woody cover and the understory growth, suggesting that they respond differentially to changes on forest. To ensure the conservation of spiders in logged areas it is necessary to retain intact areas within them.

Keywords: arthropods, forest, habitat complexity, forest management.

¹ Universidad Nacional de Jujuy. Instituto de Ecorregiones Andinas. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Alberdi 47, San Salvador de Jujuy (4600), Jujuy, Argentina.

² Universidad Nacional de Salta. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Av. Bolivia 5150, Salta, CP 4400, Salta, Argentina.

Introducción

El aprovechamiento forestal sin planificación ni criterios de sustentabilidad produce impactos que alteran la complejidad estructural del bosque (Larrivé *et al.*, 2005; Castro y Wise, 2010; Peres *et al.*, 2010). Además el aprovechamiento forestal cambia las condiciones microclimáticas del bosque, aumentando la temperatura (Fimbel *et al.*, 2001; Putz *et al.*, 2001; Franklin *et al.*, 2002), disminuyendo la humedad (Franklin *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2011) y aumentando la radiación solar (Soliz Rebollo, 2014). La intensidad con la cual se realiza el aprovechamiento forestal determina el grado de estas alteraciones (Burivalova *et al.*, 2014). Las arañas son un grupo muy sensible a las alteraciones que se produzcan sobre la estructura del bosque (Skerl, 1999; Pinzón *et al.*, 2011, 2012). Por ello, es necesario entender cómo afectan los cambios producidos por el aprovechamiento forestal sobre los ensambles de las arañas para poder delinear pautas de manejo que compatibilicen el aprovechamiento forestal con la conservación de este grupo (Rypstra *et al.*, 1999). Esto es particularmente importante debido a que las arañas son depredadores topos y desempeñan un papel clave en los ecosistemas boscosos, regulando las poblaciones de otros artrópodos, influyendo en la densidad de la fauna de organismos detritívoros y afectando los procesos de descomposición (Foelix, 2011; Ruppert y Barnes, 1996; Hickman *et al.*, 2006; Wise, 2006; Avalos *et al.*, 2007; Cardoso *et al.*, 2008; Cardoso, 2009; Cardoso *et al.*, 2011).

Las Yungas Australes constituyen un sistema de bosques nublados (Brown *et al.*, 2005) que se extienden sobre la cordillera oriental de los Andes desde el Departamento de Chuquisaca en Bolivia hasta la Provincia de Catamarca en Argentina (Rivas-Martínez, 2008). La mayor parte de los 5.2 millones de hectáreas de las Yungas Australes de la Argentina ha estado sujeta a un aprovechamiento forestal sin planificación (Grau y Veblen, 2000; Pacheco y Brown, 2006; Minetti *et al.*, 2009; Brown *et al.*, 2005) lo cual ha reducido su valor ecológico y económico (Politi *et al.*, 2010), y menos del 5% (251770 ha) de su superficie se encuentra bajo algún tipo de protección (Brown *et al.*, 2002). La Selva Pedemontana constituye el piso altitudinal más bajo de las Yungas Australes, y se estima que aproximadamente el 90% de su superficie ha sido transformada a otros usos (Brown y Malizia, 2004; Pacheco y Brown, 2006). Por lo tanto, es necesario plantear esquemas de aprovechamiento que sean sustentables para poder lograr que estas selvas aseguren la conservación de los diferentes componentes de la biodiversidad, entre ellos las arañas por su papel en las cadenas tróficas de los ambientes nativos.

Los objetivos de este trabajo fueron: (i) comparar la composición y la tasa de captura de la araneofauna entre sitios con y sin aprovechamiento forestal de la Selva Pedemontana, y (ii) determinar la asociación entre la estructura

del bosque y la composición de arañas. Se pretende poner a prueba la hipótesis que la extracción de árboles, producto del aprovechamiento forestal, abre el dosel del bosque y cambia la estructura de su vegetación. Esto modifica las condiciones abióticas, de refugio y alimentación para las arañas lo que se refleja en un cambio en la composición de sus ensambles y gremios.

Materiales y métodos

Área de estudio

En Argentina, las Yungas Australes ocupan un gradiente altitudinal entre los 400 y 2500 msnm (Lomáscolo *et al.*, 2010) que permite diferenciar distintos pisos de la vegetación: Pastizal de Altura (> 2000 msnm), Bosque Montano (1500-2000 msnm), Selva Montana (900-1500 msnm) y Selva Pedemontana (400-900 msnm) (Cabrera, 1971; Brown *et al.*, 2002; Lomáscolo *et al.*, 2010). Las Yungas Australes son importantes por presentar un alto valor de biodiversidad y un gran número de endemismos (Brown *et al.*, 2002). La Selva Pedemontana (SP) constituye el piso altitudinal basal de las Yungas Australes con un régimen de precipitaciones monzónico, con lluvias concentradas entre los meses de noviembre y marzo en un rango de 800-1000 mm y una temperatura media anual de 19°C (Cabrera 1971; Brown, 2009; Pidgeon *et al.*, 2015). Por su posición geográfica, representa una interfase entre la Selva Montana húmeda y los Bosques Chaqueños secos (Brown, 2009) y recibe elementos florísticos de ambos. Además la SP tiene un elevado número de especies endémicas (30% del total), aumentando su valor de diversidad biológica (Cabrera, 1971; Brown y Malizia, 2004). Más del 70% de las especies vegetales de la SP son caducifolias, con un estrato arbóreo de hasta 30 m de altura (Brown, 2009). Actualmente, la SP se ha convertido en uno de los ecosistemas más amenazados de la región andina debido a la alta tasa de transformación y degradación (Blundo y Malizia, 2009).

Este trabajo se llevó a cabo en dos sitios de la Selva Pedemontana: uno bajo aprovechamiento forestal convencional, cercano a la localidad de General Mosconi en la provincia de Salta (22.31°S; 63.58°O); y otro representado por un bosque en buen estado de conservación, sin aprovechamiento forestal, ubicado en cercanías a la localidad de Fraile Pintado en la provincia de Jujuy (23.93°S; 64.90°O). El aprovechamiento forestal convencional en la región estudiada consiste en la extracción de árboles de especies de alto valor comercial con buen porte, mediante la apertura de sendas que posteriormente se convertirán en vías de saca (Minetti *et al.*, 2009). En cambio, los bosques de la SP en buen estado de conservación se caracterizan por presentar árboles maduros de 25-30 m de altura, con numerosas lianas y epifitas (Cabrera, 1971), dos o tres estratos

arbóreos, y un suelo con escasa acumulación de hojarasca (Brown, 2009).

Recolección de datos

En el año 2014, en cada sitio se establecieron 10 puntos de muestreo, cada punto estuvo separado por 10 m sobre una transecta de 100 m, lo cual es suficiente para obtener información confiable (Greenslade 1964; Topping y Sunderland, 1992; Dufrene y Legendere, 1997). En cada punto de muestreo se colocó en los meses de mayo y noviembre una trampa de caída (*pitfall*), las cuales permanecieron activas durante 15 días. Cada trampa de caída consistió en un recipiente de un litro de capacidad con un diámetro de 11 cm enterrado al ras del suelo (Spence y Niemelä, 1994). En el interior de cada recipiente se vertió aproximadamente 500 cm³ de salmuera (NaCl + agua) con unas gotitas de detergente para disminuir la tensión superficial.

A diez metros y a cada lado de los puntos de muestreo se midieron las siguientes variables de la vegetación: cobertura de especies leñosas a 2 m de altura, visibilidad horizontal del sotobosque y espesor de hojarasca. Para medir la cobertura de especies leñosas a 2 m de altura –se utilizó un densiómetro (artefacto tubular con un espejo en su interior, a modo de periscopio, que refleja la cobertura vegetal por encima del observador) y se determinó si el cielo fue obscurecido o no por la vegetación (Bullock, 1996; Fredericksen *et al.*, 1999b; Newton, 2007). Para determinar la visibilidad horizontal del sotobosque –se utilizó una vara de 2 m de altura marcada cada 20 cm y se registró la cantidad de marcas visualizadas desde cada punto de muestreo (Higgins *et al.*, 1996). Finalmente para cuantificar el espesor de hojarasca –se insertó en la hojarasca una regla con punta graduada cada 1 cm y se registró la cantidad de marcas que penetraron en la hojarasca (Rivera y Armbrrecht, 2005).

Análisis de datos

Las arañas recolectadas se identificaron a nivel de familias con la ayuda de las claves de Ramírez (1999) y Ferretti *et al.* (2010), y se clasificaron en morfoespecies las cuales son equivalentes a especies (Benavides y Florez, 2007; Cepeda Valencia y Florez Daza, 2007; Rubio, 2015). Las familias fueron agrupadas en gremios según la estrategia de captura de las presas siguiendo a Cardoso *et al.* (2011). Para estandarizar los datos se determinó la tasa de captura como el número de arañas recolectadas por la cantidad de días que las trampas permanecieron activas y el número de trampas retiradas en cada sitio. Se evaluó si las tasas de captura de cada morfoespecie, familia y gremio, cumplían el supuesto de normalidad a través del test de Shapiro-Wilks modificado (Shapiro y Wilk, 1965) con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2008). Dado que las

tasas de captura para cada morfoespecie, familia y gremio no cumplieron con los supuestos de normalidad, se utilizó una prueba no paramétrica de comparación de medias, Mann-Whitney (Mann y Whitney, 1947), con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2008).

Se comparó la riqueza de especies como el número de morfoespecies observadas entre sitios a través de la superposición de los intervalos de confianza (Quinn y Keough, 2002). Se determinó la completitud de los muestreos para cada sitio por medio del estimador de riqueza no paramétrico Chao1 utilizando el programa PAST v2.14 (Hammer *et al.*, 2001). Éste estimador se basa en la presencia de las especies representadas por un solo individuo las cuales son muy comunes en los muestreos de artrópodos (Escalante Espinosa, 2003; Coddington *et al.*, 2009). Se evaluó la completitud del muestreo siguiendo el criterio de Cardoso (2009), el cual establece tres categorías: “razonable” (50-70% de completitud), “completo” (70-80%), y “exhaustivo” (90-100%).

Se comparó la estructura de los ensamblajes de arañas en los sitios muestreados mediante curvas de Rango-Abundancia (Feinsinger, 2004), mientras que para establecer un umbral de dominancia de las morfoespecies, familias y gremios se realizó un Análisis de Valor de Dominancia (Pinzón y Spence, 2010). Este análisis resulta en la obtención de un valor de dominancia (DV') calculado a partir de la presencia proporcional (w) y abundancia proporcional (AP) de cada morfoespecie/familia o gremio relativa a otras morfoespecies/familias/ o gremios en el peso de cada morfoespecie/familia o gremio. A partir de los valores de w y AP se construyó un gráfico en el cual se define el grado de dominancia de las morfoespecies, familias o gremios. Utilizando el valor medio de w y de AP [(máx.-min)/2] se divide el gráfico en cuatro de manera que: en el cuadrante superior derecho, se encuentran las morfoespecies, familias o gremios dominantes; en el cuadrante inferior derecho los taxa/grupos subdominantes, en el superior izquierdo los comunes y en el inferior izquierdo los raros (Pinzón y Spence, 2010).

Para cada sitio se calculó el (a) *porcentaje de cobertura de las especies leñosas* a 2 m de altura como la proporción de registros sin obscurecer el cielo en cada punto de muestreo vs el número total de puntos por 100, y (b) *porcentaje de visibilidad horizontal del sotobosque* como el número de marcas visualizadas en cada punto de muestreo sobre el total de marcas por 100.

Para verificar la asociación de las morfoespecies, familias y gremios de arañas con las características estructurales del hábitat, y la determinación de la correlación entre estos factores se realizó un análisis canónico de correspondencia (CCA) (Borcard *et al.*, 2011). Para evaluar la existencia de diferencias entre las tasas de captura de las morfoespecies, familias y gremios de arañas entre sitios se utilizó una prueba no paramétrica de series de análisis de

similitud (ANOSIM) (Clarke, 1993). Los análisis se realizaron con el programa PAST v2.14 (Hammer *et al.*, 2001).

Resultados

Se recolectó un total de 174 arañas. Sólo la tasa de captura de una morfoespecie de Amaurobiidae (msp 73) fue significativamente mayor en el sitio sin aprovechamiento que en el sitio con aprovechamiento (Tabla 1). Un total de 25 morfoespecies se registraron en los sitios estudiados, siendo sus ensambles diferentes ya que sólo se compartieron ocho morfoespecies, aunque no se observó diferencias estadísti-

camente significativas entre las riquezas de especies de los sitios (Tabla 1). En el sitio sin aprovechamiento forestal el inventario alcanzó el 76,40% de las especies estimadas por Chao1; mientras que el 69,56% de las especies esperadas fueron registradas en el sitio con aprovechamiento forestal según el mismo estimador (Tabla 1). Se reportó que una morfoespecie de Lycosidae (msp 70) fue dominante en ambos sitios estudiados, aunque también lo fue una morfoespecie de Amaurobiidae (msp 73) en el sitio sin disturbio, las restantes especie fueron raras (Figura 1a).

Se compartieron seis familias entre los sitios muestreados, aunque otras cuatro fueron registradas exclusiva-

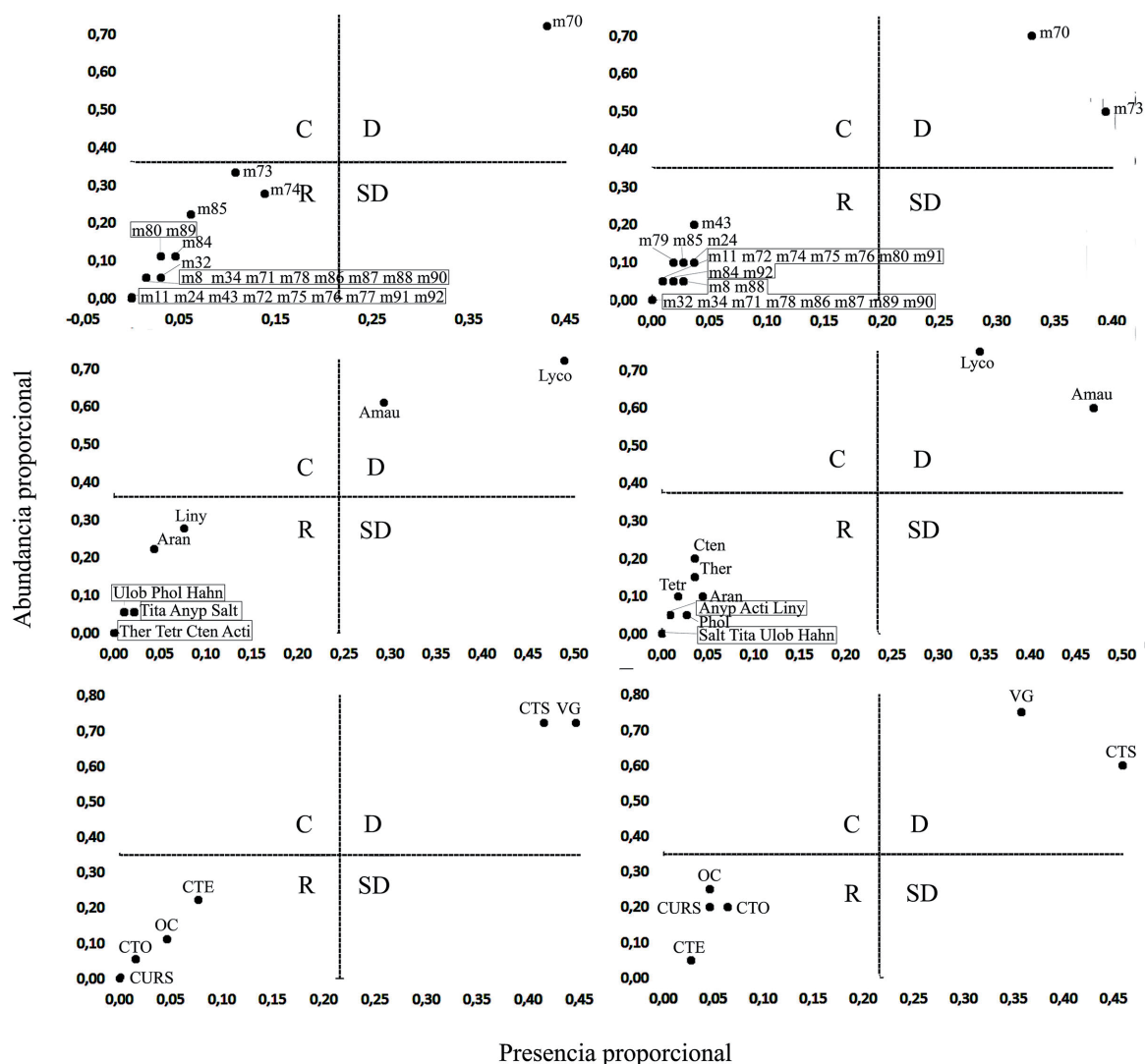


Figura 1. Valor de dominancia (calculado a partir de la presencia proporcional vs. abundancia proporcional) de especies/morfoespecies de arañas (a), familias (b) y gremios (c) en el sitio con aprovechamiento (gráficos de la izquierda) y sin aprovechamiento forestal (gráficos de la derecha) de la Selva Pedemontana del noroeste argentino. C = Común; D = Dominante; R = Rara; SD = Subdominante.

Figure 1. Dominance value (calculated from proportional presence vs. proportional abundance) of spider species/morphospecies (a), families (b) and guild (c) in a logged site (graphic on the left) and a reference site (graphic at right) of the piedmont forest of northwestern Argentina. C = Common; D = Dominant; R = Rare; SD = Subdominant.

Tabla 1. Tasa de captura de gremios, familias y morfoespecies (Msp), riqueza observada y estimada de arañas en un sitio con aprovechamiento forestal (AF) y un sitio sin aprovechamiento forestal (R) en la Selva Pedemontana del Noroeste Argentino. Los valores se muestran como medias (\bar{x}) y desvíos estándar (DE), ó medias (\bar{x}) e intervalo de confianza (IC) superior e inferior al 95%. Los valores de las tasas de captura que difieren significativamente ($p < 0,05$) entre sitios se muestran en negrita.

Table 1. Capture rate of each guilds, families and morphospecies (Msp), observed and estimated richness of spiders into a logging site (AF) and a reference site (R) in the piedmont forest, Argentina. Scores are displayed as mean (\bar{x}) and standard deviation (SD), or mean (\bar{x}) and upper and lower bound confidence interval (IC) at 95%. The capture rate values that differ significantly ($p < 0.05$) between sites are shown in bold.

Gremio	Familia	Morfoespecie	AF ($\bar{x} \pm DE$)	R ($\bar{x} \pm DE$)	Estadístico	p
Constructoras de telas espaciales (CTE)	Pholcidae (Phol)		0,280 \pm 0,570	0,150 \pm 0,670	W = 380	0,149
			0,0004 \pm 0,002	0,001 \pm 0,005	W = 351,5	0,970
	Titanoecidae (Tita)	m88	0,0003 \pm 0,001	0,001 \pm 0,002	W = 90	1,000
			0,001 \pm 0,004	0,000 \pm 0,000	W = 361	0,292
Constructoras de telas orbiculares (CTO)	Araneidae (Aran)	m71	0,0003 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	W = 95	0,947
			0,060 \pm 0,240	0,350 \pm 0,810	W = 324	0,179
			0,002 \pm 0,003	0,002 \pm 0,010	W = 369	0,407
		m85	0,001 \pm 0,001	0,001 \pm 0,001	W = 101	0,406
	Uloboridae (Ulob)	m91	0,000 \pm 0,000	0,0002 \pm 0,001	W = 85,5	1,000
			0,0004 \pm 0,002	0,000 \pm 0,000	W = 361	0,292
		m90	0,0003 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	W = 95	0,947
			0,000 \pm 0,000	0,0001 \pm 0,002	W = 333	0,174
Constructoras de telas en sábanas (CTS)	Tetragnathidae (Tetr)	m77	0,000 \pm 0,000	0,0004 \pm 0,001	W = 81	0,526
			1,500 \pm 1,250	2,500 \pm 3,070	W = 334,5	0,620
	Amaurobiidae (Amau)		0,010 \pm 0,020	0,020 \pm 0,020	W = 338	0,694
		m24	0,000 \pm 0,000	0,001 \pm 0,002	W = 81	0,526
		m73	0,002 \pm 0,003	0,008 \pm 0,006	W = 66	0,046
		m74	0,003 \pm 0,004	0,0002 \pm 0,001	W = 107,5	0,065
	Hahniidae (Hahn)	m86	0,0003 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	W = 95	0,947
		m87	0,0003 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	W = 95	0,947
			0,0004 \pm 0,002	0,000 \pm 0,000	W = 361	0,292
		m34	0,0003 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	W = 95	0,947
	Linyphiidae (Liny)		0,003 \pm 0,010	0,0004 \pm 0,002	W = 394,5	0,045
		m80	0,001 \pm 0,001	0,0002 \pm 0,001	W = 96,5	0,421
		m84	0,001 \pm 0,002	0,0004 \pm 0,001	W = 95,5	0,669
		m89	0,001 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	W = 100	0,421
	Cursoriales (CURS)		0,000 \pm 0,000	0,250 \pm 0,550	W = 315	0,048
	Actinopodidae (Acti)		0,000 \pm 0,000	0,0004 \pm 0,002	W = 342	0,343
		m76	0,000 \pm 0,000	0,0002 \pm 0,001	W = 85,5	1,000
	Theraphosidae (Ther)		0,000 \pm 0,000	0,001 \pm 0,004	W = 324	0,091
		m72	0,000 \pm 0,000	0,0002 \pm 0,001	W = 85,5	1,000
		m75	0,000 \pm 0,000	0,0002 \pm 0,001	W = 85,5	1,000
		m92	0,000 \pm 0,000	0,0004 \pm 0,001	W = 85,5	1,000
Otras cazadoras (OC)	Anyphaenidae (Anyp)		0,170 \pm 0,510	0,250 \pm 0,440	W = 328,5	0,329
			0,001 \pm 0,004	0,0004 \pm 0,002	W = 352,5	0,910
		m11	0,000 \pm 0,000	0,0002 \pm 0,001	W = 85,5	1,000
		m78	0,0003 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	W = 95	0,947
	Ctenidae (Cten)		0,000 \pm 0,000	0,001 \pm 0,003	W = 315	0,048
		m43	0,000 \pm 0,000	0,001 \pm 0,001	W = 72	0,108
	Salticidae (Salt)		0,001 \pm 0,004	0,000 \pm 0,000	W = 361	0,292
		m32	0,001 \pm 0,002	0,000 \pm 0,000	W = 95	0,947
Vagabundas sobre el suelo (VS)	Lycosidae (Lyco)		1,610 \pm 1,240	1,950 \pm 1,640	W = 333,5	0,599
			0,020 \pm 0,020	0,010 \pm 0,010	W = 382,5	0,351
		m8	0,0003 \pm 0,001	0,001 \pm 0,002	W = 90	1,000
		m70	0,008 \pm 0,005	0,006 \pm 0,004	W = 95,5	0,671
Riqueza observada			16 (IC 95%: 10; 18)	17 (IC 95%: 13; 21)		
Riqueza estimada			23 (IC 95%: 11,6; 40)	22,25 (IC 95%: 14,6; 42)		

mente para cada sitio con y sin aprovechamiento forestal, totalizando 14 familias de arañas registradas en el estudio (Tabla 1). La tasa de captura de arañas de la familia Linyphiidae fue significativamente mayor en el sitio con aprovechamiento (7,60%); mientras que Ctenidae lo fue en el sitio sin aprovechamiento (Tabla 1). En ambos sitios Amaurobiidae y Lycosidae fueron dominantes (Figura 1b). En el sitio con aprovechamiento forestal Lycosidae (48,91%), Amaurobiidae (29,35%) y Linyphiidae (7,60%) fueron las familias más capturadas, en cambio Amaurobi-

idae (46,90%), Lycosidae (34,51%) y Ctenidae (3,54%) lo fueron en el sitio sin aprovechamiento.

Se recolectó un total de seis gremios, de los cuales cinco se registraron en ambos sitios; evidenciándose que el gremio de las cursoriales fue exclusivo del sitio sin aprovechamiento (Tabla 1). El gremio de las vagabundas sobre el suelo y las constructoras de telas en sábanas dominaron en ambos sitios (Figura 1c).

Los dos primeros ejes de los análisis canónico de correspondencia (CCA) realizados para morfoespecies (eje 1=54,25%, eje 2=45,64%), familias (eje 1= 64,13%, eje 2= 35,78%) y gremios (eje 1= 78,3, eje 2= 21,69) de arañas explicaron más del 90% de la varianza de los datos. Los resultados evidencian que los ensambles de arañas son dependientes de la estructura de la vegetación. Así, el ensamble del sitio con aprovechamiento estuvo asociado con una mayor cobertura de especies leñosas y una menor visibilidad horizontal del sotobosque; mientras que el ensamble de arañas del sitio sin aprovechamiento por una mayor visibilidad horizontal del sotobosque y baja cobertura de especies leñosas (Figura 2). Los agrupamientos obtenidos en el análisis difieren significativamente entre sitios según el ANOSIM (morfoespecies: $R=0,32$, $p=0,002$; familias: $R=0,32$, $p=0,001$; gremios: $R=0,33$, $p=0,001$).

Discusión

Este es el primer trabajo realizado en la Selva Pedemontana del noroeste argentino que evalúa los cambios en los ensambles de arañas comparando sitios con y sin aprovechamiento forestal. Los sitios con aprovechamiento forestal y sin aprovechamiento forestal mostraron un ensamble de arañas distinto en cuanto a la composición de morfoespecies, familias y gremios, sugiriendo que el aprovechamiento forestal sin lineamientos de manejo sustentable produce cambios en la estructura del bosque que quedan reflejados en el ensamble de arañas, ya que ellas responden de manera diferencial al disturbio (Pearce y Venier, 2006; Ziesche y Roth, 2008; Magura *et al.*, 2010; Buchholz, 2010; Prieto-Benitez y Méndez, 2011; Schirmel y Buchholz, 2011; Pinzón *et al.*, 2012).

La completitud del muestreo en el sitio sin aprovechamiento, con un 76,40% de las especies esperadas observadas, constituyó un muestreo completo según el criterio de Cardoso (2009). Por otro lado el muestreo en el sitio con aprovechamiento reveló una completitud del 69,56% de las especies esperadas observadas, representando un muestreo “razonable” (Cardoso, 2009). Nuestros resultados son coincidentes con los obtenidos en el bosque boreal sin aprovechamiento donde dos o más especies dominaron el ensamble, mientras que en bosques con diferente grado de aprovechamiento sólo una especie es dominante en el ensamble (Pinzón y Spence, 2010; Pinzón *et al.*, 2011, 2012). Estas diferencias se deben a que los sitios con apro-

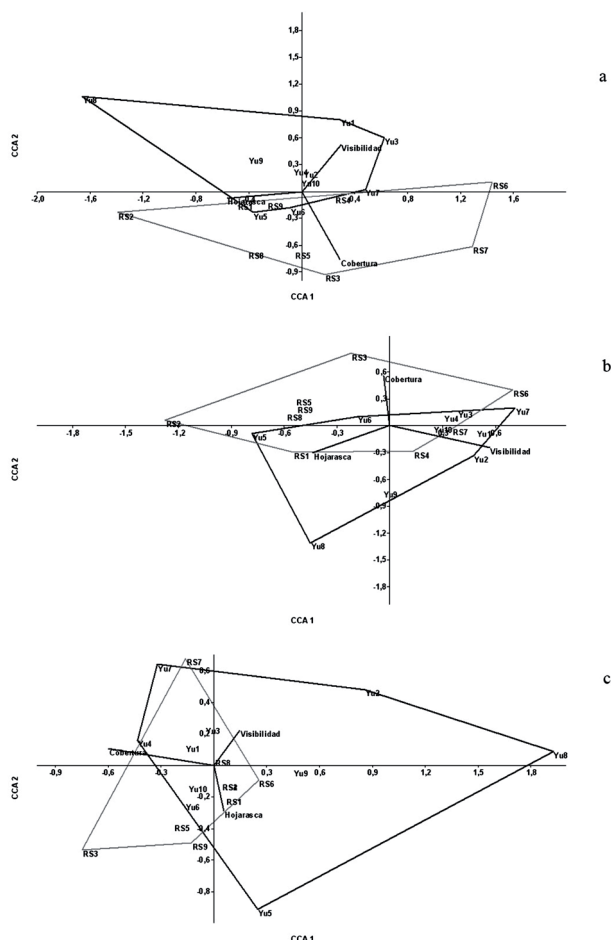


Figura 2. Análisis Canónico de Correspondencia para especies/morfoespecies de arañas (a), familias (b) y gremios capturados con 10 trampas de caída en el sitio con aprovechamiento (RS) y en el sitio sin aprovechamiento (YU) en la Selva Pedemontana del noroeste argentino. Las variables de vegetación que se utilizaron fueron: cobertura de leñosas (cobertura), visibilidad horizontal del sotobosque (visibilidad) y espesor de hojarasca (hojarasca).

Figure 2. Canonical correspondence analysis to spider species/morphospecies (a), families (b) and guilds catch with 10 pitfall traps in the logged site (RS) and nine pitfall traps in the reference site (YU) in the piedmont forest, northwest Argentina. Vegetation variables used were woody coverage (coverage), understory horizontal visibility (visibility) and thickness of litter (litter).

vechamiento forestal son menos heterogéneos en cuanto a la edad de los árboles, poseen una menor cantidad de árboles caídos, menor cobertura del dosel, menor dominancia de especies arbóreas, menor área basal y mayor desarrollo del sotobosque (Buddle *et al.*, 2006; Pinzón y Spence, 2010; Pinzón *et al.*, 2011, 2012).

En éste estudio Linyphiidae y Lycosidae constituyeron el 56,52% de las arañas capturadas en el sitio con aprovechamiento. Estas familias se reportaron como indicadoras de sitios bajo disturbio, llegando a alcanzar valores del 85% de abundancia en bosques tropicales y boreales con aprovechamiento forestal (Avalos *et al.*, 2007; Avalos *et al.*, 2009; Pinzón *et al.*, 2012). Las mismas familias reportaron un porcentaje menor (35,40%) en el sitio sin aprovechamiento, resultados coincidentes con estudios previos donde ellas no superan el 45% (Avalos *et al.*, 2007; Avalos *et al.*, 2009; Pinzón *et al.*, 2012). La alta tasa de captura de Linyphiidae en el sitio con aprovechamiento puede deberse a que esta familia de arañas se caracteriza por poseer una alta capacidad de colonización, que le permite establecerse en sitios aprovechados o bajo regeneración (Pearce y Venier, 2006; Buddle, 2001; Simó *et al.*, 2011). A su vez, estas arañas aprovechan los nuevos sitios de emplazamiento que genera la liberación del dosel del bosque, y el posterior desarrollo del sotobosque para construir sus telas (Jokimäki *et al.*, 1998; Pearce *et al.*, 2004), explicando así su mayor tasa de captura respecto a los sitios sin aprovechamiento.

Nuestros resultados indican que las arañas cursoriales son importantes en los sitios sin aprovechamiento forestal, posiblemente asociadas a requerimientos de hábitat específicos con condiciones estables de suelo para sobrevivir, al uso de la misma madriguera a lo largo de su extenso ciclo de vida, a sus hábitos sedentarios y por presentar un rango de dispersión acotado, lo que las convierte en muy vulnerables a las modificaciones del hábitat donde viven (Main, 1987; Yen, 1995; Simó *et al.*, 2011; Ferretti *et al.*, 2014). Es necesario destacar la presencia de arañas cursoriales de Theraphosidae y Actinopodidae en el sitio sin aprovechamiento forestal, ya que estas familias constituyen grupos basales en la evolución de las arañas aumentando el valor de diversidad filogenética de este sitio (Ferretti *et al.*, 2014).

A pesar de que en nuestro estudio no se identificaron especies, los análisis multivariados realizados al nivel de resolución de morfoespecie, familia y gremio mostraron la misma tendencia en su ordenamiento en función de las variables ambientales analizadas. Nuestros resultados sugieren que la resolución taxonómica de familia sería un buen sustituto de las especies para distinguir el efecto del aprovechamiento forestal sobre los ensamblajes de arañas (Giraldo Mendoza, 2015), logrando una buena suficiencia taxonómica (Ellis, 1985). No tanto así los gremios, ya que éstos muestran ser más estables entre hábitats y mostrando

una menor resolución en los análisis multivariados (Cardoso *et al.*, 2011).

Para asegurar la conservación de las arañas en sitios bajo aprovechamiento forestal es necesario delinear pautas de manejo forestal que emulen los disturbios naturales (Franklin *et al.*, 2002; Simonetti *et al.*, 2013), y mitiguen los efectos negativos de esta actividad económica (Pinzón *et al.*, 2012). Una de las estrategias puede ser considerar conservar zonas intactas (i.e., reservas) en los sitios bajo aprovechamiento que sirvan como fuente para especies de arañas del interior del bosque o sensibles a disturbios antrópicos (Yen 1995; Fredericksen *et al.*, 1999a; Fredericksen *et al.*, 1999b), y que faciliten el reclutamiento de especies en sectores bajo aprovechamiento forestal (Simonetti *et al.*, 2001; Baldissera *et al.*, 2012; Simonetti *et al.*, 2013).

Agradecimientos

Agradecemos a los revisores anónimos y a la editora, Ana Maria Leal-Zanchet, por los valiosos aportes y comentarios que mejoraron el trabajo. El trabajo de campo se realizó con fondos de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, Argentina (PICT 2012-0892, BID; PICT 2014-1388, BID), del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina (PIP 112-201201-00259 CO; PIO 1402014100133) y de la Universidad Nacional de Jujuy, Argentina (SECTER A 0176 y SECTER B 046). Agradecemos a la Fundación para la Conservación y Estudio de la Biodiversidad www.cebio.org.ar y a Idea Wild por el apoyo brindado. N.P., J.A.C., y L.O.R. son investigadores de CONICET y A.S.A. es becaria doctoral de CONICET.

Referencias

- AVALOS, G.; DAMBORSKY, M.P.; BAR, M.E.; OSCHEROV, E.B.; PORCEL, E. 2009. Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, **57**(1-2):339-51.
- AVALOS, G.; RUBIO, G.D.; BAR, M.E.; GONZÁLEZ, A. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical*, **55**(3-4):899-909. <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i3-4.5965>
- BALDISSERA, R.; RODRIGUES, E.N.L.; HARTZ, S.M. 2012. Meta-community Composition of Web-Spiders in a Fragmented Neotropical Forest: Relative Importance of Environmental and Spatial Effects. *Plos One*, **7**(10):1-9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048099>
- BENAVIDES, L.; FLOREZ, E. 2007. Comunidades de arañas (Arachnida: Araneae) en microhábitats de dosel en bosques de tierra firme e Igapó de la Amazonía Colombiana. *Revista Ibérica de Aracnología*, **14**:49-62. Disponible en: http://sea-entomologia.org/Publicaciones/RevistaIbericaAracnologia/RIA14/49_62_LBenavides_EFlorez.pdf. Acceso el: 21/05/2018.
- BLUNDO, C.; MALIZIA, L.R. 2009. Impacto del aprovechamiento forestal en la estructura y diversidad de la selva pedemontana. In: A.D. BROWN; P.D. BLENDINGER; T. LOMÁSCOLO; P. GARCÍAS BES (eds.), *Selva*

- Pedemontana de las Yungas, historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Tucumán, Ediciones del Subtrópico, p. 587-406.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. 2011. *Numerical Ecology with R*. New York, Springer Science, 306 p.
<https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- BROWN, A.D. 2009. Las selvas pedemontanas de las Yungas Manejo sustentable y conservación de la biodiversidad de un ecosistema prioritario del noroeste argentino. In: A.D. BROWN; P.D. BLENDINGER; T. LOMÁSCOLO; P. GARCÍAS BES (eds.), *Selva Pedemontana de las Yungas, historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Tucumán, Ediciones del Subtrópico, p. 13-38.
- BROWN, A.D.; GRAU, A.; LOMÁSCOLO, T.; GASPARRI, N.I. 2002. Una estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. *Ecotrópicos*, **15**(2):147-159.
- BROWN, A.D.; MALIZIA, L.R. 2004. Las selvas pedemontanas de Las Yungas: en el umbral de la extinción. *Ciencia Hoy*, **14**(83):52-63.
- BROWN, A.D.; PACHECO, S.; LOMÁSCOLO, T.; MALIZIA, L. 2005. Situación ambiental en los bosques andinos yungueños. In: A.D. BROWN; O.U. MARTÍNEZ; M. ACERBI; J. CORCUERA (eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Buenos Aires, Fundación Vida Silvestre Argentina, p. 53-72.
- BUCHHOLZ, S. 2010. Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, **19**(7):2565-2595. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9860-7>
- BUDDLE, C.M. 2001. Spiders (Araneae) associated with downed woody material in a deciduous forest in central Alberta, Canada. *Agricultural and Forest Entomology*, **3**(4):241-251.
<https://doi.org/10.1046/j.1461-9555.2001.00103.x>
- BUDDLE, C.M.; LANGOR, D.W.; POHL, G.R.; SPENCE, J.R. 2006. Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation*, **128**(3):346-357. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.002>
- BULLOCK, J. 1996. Plants. In: W.J. SUTHERLAND (ed.), *Ecological census techniques*. Cambridge, Cambridge University Press, p. 111-138.
- BURIVALOVA, Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç.H.; KOH, L.P. 2014. Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current Biology*, **24**(16):1893-1898. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065>
- CABRERA, A.L. 1971. Fitogeografía de la república argentina. *Boletín de la sociedad argentina de botánica*, **14**(1-2):1-50.
- CARDOSO, P. 2009. Standardization and optimization of arthropod inventories – the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation*, **18**(1):3949-3962. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9690-7>
- CARDOSO, P.; PEKÁR, S.; JOCQUÉ, R.; CODDINGTON, J.A. 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS One*, **6**(6):1-10.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>
- CARDOSO, P.; SCHARFF, N.; GASPARRI, C.; HENRIQUES, S.; CARVALHO, R.; CASTRO, P.H.; SCHMIDT, J.B.; SILVA, I.; SZÜTS, T.; DE CASTRO, A.; CRESPO, L. 2008. Rapid biodiversity assessment of spiders (Araneae) using semi-quantitative sampling: A case study in a Mediterranean forest. *Insect Conservation Diversity*, **1**(2):71-84.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2007.00008.x>
- CASTRO, A.; WISE, D.H. 2010. Influence of fallen coarse woody debris on the diversity and community structure of forest-floor spiders (Arachnida: Araneae). *Forest Ecology and Management*, **260**(12):2088-2101.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.051>
- CEPEDA VALENCIA, J.; FLOREZ DAZA, E. 2007. Arañas tejedoras: uso de diferentes microhabitats en un bosque andino de Colombia. *Revista Iberica de Aracnología*, **14**:39-48.
- CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal of Ecology*, **18**(1):117-143.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- CODDINGTON, J.A.; AGNARSSON, I.; MILLER, J.A.; KUNTER, M.; HORMIGA, G. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology*, **78**(3):573-584.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01525.x>
- DI RIENZO, J.A.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.G.; GONZÁLEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDÓ, C.W. 2008. Infostat Versión 2008. Córdoba, Grupo Infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, **67**(3):345-366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- ELLIS, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, **16**(12):459.
- ESCALANTE ESPINOSA, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos*, **52**:53-56. Disponible en: <http://www.redalyc.org/pdf/294/29405209.pdf> Acceso el: 21/05/2018.
- FEINSINGER, P. 2004. *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Santa Cruz de la Sierra, Editorial FAN, 249 p.
- FERRETTI, N.; POMPOZZI, G.; COPPERI, S.; GONZÁLEZ, A.; PÉREZ-MILES F. 2010. Arañas mygalomorphae de la provincia de buenos aires, argentina: clave para la determinación de especies. *Bioscriba*, **3**(1):15-34.
- FERRETTI, N.; POMPOZZI, G.; COPPERI, S.; SCHWERDT, L.; GONZÁLEZ, A.; PÉREZ-MILES, F. 2014. La comunidad de arañas Mygalomorphae (Araneae) de la Reserva Natural Sierra del Tigre, Tandilia, Buenos Aires, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, **85**(1):308-314. <https://doi.org/10.7550/rmb.36879>
- FIMBEL, R.A.; GRAJAL, A.; ROBINSON, J.G. 2001. Logging – wildlife issues in the tropics: an overview. In: R.A. FIMBEL; A. GRAJAL; J.G. ROBINSON, *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forest*. New York, Columbia University Press, p. 7-10.
<https://doi.org/10.7312/fimb11454>
- FOELIX, R. 2011. *Spiders Biology*. 3ª ed., New York, Oxford University Press, 428 p.
- FRANKLIN, J.F.; SPIES, T.A.; VAN PELT, R.; CAREYC, A.B.; THORNBURGH, D.A.; RAE BERG, D.; LINDENMAYER, D.B.; HARMON, M.E.; KEETON, W.S.; SHAW, D.C.; BIBLE, B.; CHEN, J. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, **155**(1-3):399-423.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00575-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8)
- FREDERICKSEN, N.J.; FREDERICKSEN T.S.; FLORES, B.; RUMIZ, D. 1999a. Uso de claros de corta de diferente tamaño, por la fauna silvestre, en un bosque seco tropical. Documento técnico 81. Santa Cruz, Proyecto BOLFOR.
- FREDERICKSEN, T.S.; ROSS, B.D.; HOFFMAN, W.; MORRISON, M.L.; BEYEA, J.; JOHNSON, B.N.; LESTER, M.B.; ROSS, E. 1999b. Short-term understory plant community responses to timber-harvesting intensity on non-industrial private forestlands in Pennsylvania. *Forest Ecology and Management*, **116**(1-3):129-139.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00452-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00452-6)
- GRAU, H.R.; VEBLEN, T.T. 2000. Rainfall, fire, vegetation dynamics in subtropical montane ecosystems in northwestern Argentina. *Journal of Biogeography*, **27**(5):1107-1121.
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00488.x>
- GIRALDO MENDOZA, A.E. 2015. La suficiencia taxonómica como herramienta para el monitoreo de artrópodos epígeos: una primera aproximación en el desierto costero peruano. *Ecología aplicada*, **14**(2):147-156.
- GREENSLADE, P.J.M. 1964. Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology*, **33**(2):301-310. <https://doi.org/10.2307/2632>
- HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. Past (Version 2.14): Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica* **4**(1):9.
- HICKMAN, C.P.; ROBERTS, L.S.; LARSON, A.; I'ANSON, H.; EINHOUR, D.J. 2006. *Principios de zoología*. 5ª ed., Madrid, S.A. McGraw-Hill, Interamericana de España, 1022 p.

- HIGGINS, K.F.; OLDEMEYER, J.L.; JENKINS, K.J.; CLAMBEY, G.K.; HARLOW, R.F. 1996. Vegetation sampling and measurement. In: T.A. BOOKHOUT (ed.), *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. Lawrence, The Wildlife Society, Allen Press, Inc., p. 567-591.
- HUANG, P.S.; TSO, I.M.; LIN, H.C.; LIN, L.K.; LIN, C.P. 2011. Effects of thinning on spider diversity of an East Asian subtropical plantation forest. *Zoological Studies*, **50**(6):705-717.
- JOKIMÄKI, J.; HUHTA, E.; ITÄMIES, J.; RAHK, P. 1998. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research*, **28**(7):1068-1072. <https://doi.org/10.1139/x98-074>
- LARRIVÉE, M.; FAHRIG, L.; DRAPEAU, P. 2005. Effects of a recent wildfire and clearcuts on ground-dwelling boreal forest spider assemblages. *Canadian Journal of Forest Research*, **35**(11):2575-2588. <https://doi.org/10.1139/x05-169>
- LOMÁSICOLO, T.; BROWN, A.D.; MALIZIA, L.R. 2010. *Reserva de biosfera de las Yungas*. Tucumán, Ed. Del Subtrópico, 168 p.
- MAGURA, T.; HORVÁTH, R.; TÓTHMÉRÉSZ, B. 2010. Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches in Hungary. *Landscape Ecology*, **25**(4):621-629. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9445-6>
- MAIN, B.Y. 1987. Ecological disturbance and conservation of spiders: implication for biogeographic relics in southwestern Australia. In: J.D. MAJER (ed.), *The role of invertebrates in Conservation and Biological Survey*. Perth, Western Australia, p. 89-98.
- MANN, H.B.; WHITNEY, D.R. 1947. On a Test of whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *The Annals of Mathematical Statistics*, **18**(1):50-60. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>
- MINETTI, J.; BESSONART S.J.; BALDUCCI E.D. 2009. La actividad forestal en la Selva Pedemontana del Norte de Salta. In: A. BROWN; P. BLENDINGER; T. LOMÁSICOLO; P. GARCÍA BES (eds.), *Selva pedemontana de las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Tucumán, Ediciones del Subtrópico, p. 367-385.
- NEWTON, A.C. 2007. *Forest Ecology and Conservation: a handbook of techniques*. 1ª ed., Oxford, Oxford University Press, 454 p.
- PACHECO, S.; BROWN, A.D. 2006. *Ecología y producción de los Cedros (género Cedrela) en las Yungas de Argentina*. Tucumán, Ediciones del Subtrópico, 224 p.
- PEARCE, J.L.; VENIER, L.A. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators*, **6**(4):780-793. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>
- PEARCE, J.L.; VENIER, L.A.; ECCLES, G.; PEDLAR J.; MCKENNEY, D. 2004. Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity and Conservation*, **13**(7):1305-1334. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000019403.26948.55>
- PERES, C.A.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A.C.; FEELEY, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation*, **143**(10):2314-2327. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.021>
- PIDGEON, A.M.; RIVERA, L.; MARTINUZZI, S.; POLITI, N.; BATEMAN, B. 2015. Will representation targets based on area protect critical resources for the conservation of the Tucuman Parrot? *The Condor: Ornithological Applications*, **117**(4):503-517.
- PINZÓN, J.; SPENCE, J.H. 2010. Bark-dwelling spider assemblages (Araneae) in the boreal forest: dominance, diversity, composition and life histories. *Journal of Insect Conservation*, **14**(5):439-458. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9273-7>
- PINZÓN, J.; SPENCE, J.H.; LANGOR, D.W. 2011. Spider assemblages in the overstory, understory, and ground layers of managed stands in the western boreal mixedwood forest of Canada. *Community and Ecosystem Ecology*, **40**(4):797-808. <https://doi.org/10.1603/EN11081>
- PINZÓN, J.; SPENCE, J.R.; LANGOR, D.W. 2012. Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, **266**:42-53. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.045>
- POLITI, N.; HUNTER, M.; RIVERA, L. 2010. Availability of cavities for avian cavity nesters in selectively logged tropical montane forest of the Andes. *Forest Ecology and Management*, **260**(5):893-906. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.009>
- PRIETO-BENÍTEZ S.; MÉNDEZ M. 2011. Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. *Biological Conservation*, **144**(2):683-691. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.024>
- PUTZ, F.E.; SIROT, L.K.; PINARD, M.A. 2001. Tropical forest management and wildlife: silvicultural effects on forest structure, fruit production, and locomotion of arboreal animals. In: R.A. FIMBEL; A. GRAJAL; J.G. ROBINSON, *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forest*. New York, Columbia University Press, p. 11-34. <https://doi.org/10.7312/fimb11454-005>
- QUINN, G.P.; KEOUGH, M.J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologist*. Cambridge, Cambridge University press, 537 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>
- RAMÍREZ, M.J. 1999. Orden Araneae. In: F.A. CRESPO; M.S. IGLESIAS; A.C. VALVERDE. *El ABC en la Determinación de artrópodos. Claves para especímenes presentes en la Argentina*. Buenos Aires, CCC Educando, p. 39-59.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 2008. Global Bioclimatics. Available at: http://www.globalbioclimatics.org/book/bioc/global_bioclimatics-2008_00.htm Accessed on: September 19, 2016.
- RIVERA, L.; ARMBRECHT, I. 2005. Diversidad de tres gremios de hormigas en cafetales de sombra, de sol y bosques de Risaralda. *Revista Colombiana de Entomología*, **31**(1):89-96.
- RUBIO, G.D. 2015. Diversidad de arañas (Araneae, Araneomorphae) en la selva de montaña: un caso de estudio en las yungas argentinas. *Graellsia*, **71**(2):1-21. <https://doi.org/10.3989/graelisia.2015.v71.134>
- RUPPERT, E.E.; BARNES, R.D. 1996. *Zoología de los Invertebrados*. D.F. Mexico, McGraw-Hill Interamericana, 1114 p.
- RYPSTRA, A.; CARTER, P.; BALFOUR, A.; MARSHALL, S. 1999. Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *The Journal of Arachnology*, **27**(1):371-377.
- SCHIRMEL, J.; BUCHHOLZ, S. 2011. Response of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) to coastal heathland succession. *Biodiversity and Conservation* **20**:1469-1482. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0038-8>
- SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, **52**(3-4):591-611. <https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591>
- SIMÓ, M.; LABORDA, Á.; JORGE, C.; CASTRO, M. 2011. Las arañas en agroecosistemas: bioindicadores terrestres de calidad ambiental. *Revista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay*, **6**:51-55.
- SIMÓNETTI, J.A.; GREZ, A.; ESTADES, C.F. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*, **27**(5):1117-1121. <https://doi.org/10.1111/cobi.12129>
- SIMÓNETTI, J.A.; MORAES, M.; BUSTAMANTE, R.O.; GREZ, A.A. 2001. Regeneración de bosques tropicales fragmentados del Beni, Bolivia. In: B. MOSTACEDO; T.S. FREDERICKSEN (eds.), *Regeneración y silvicultura de bosques tropicales en Bolivia*. Santa Cruz, Proyecto de manejo forestal sostenible (BOLFOR), p. 139-155.
- SKERL, K.L. 1999. Spiders conservation planning: a survey of US natural heritage programs. *Journal of Insect Conservation* **3**(4):341-347. <https://doi.org/10.1023/A:1009641620689>
- SOLIZ REBOLLO, I. 2014. Composición del ensamble de arañas tejedoras (Araneae) en dos tipos de bosque en el centro de estudio de investigación Alta Vista, Santa Cruz (Bolivia). *Revista Ibérica de Aracnología*, **24**:91-97.
- SPENCE, J.R.; NIEMELÄ, J.K. 1994. Sampling carabid assemblages

with pitfall traps – the madness and the method. *The Canadian Entomologist*, **126**(3):881-894.

<https://doi.org/10.4039/Ent126881-3>

TOPPING, C.J.; SUNDERLAND, K.D. 1992. Limitations to the Use of Pitfall Traps in Ecological Studies Exemplified by a Study of Spiders in a Field of Winter Wheat. *Journal of Applied Ecology*, **29**(2):485-491.

<https://doi.org/10.2307/2404516>

WISE, D.H. 2006. *Spiders in ecological Webs. Cambridge Studies in Ecology*. Cambridge, Cambridge University Press, 328 p.

YEN, A.L. 1995. Australian spiders: an opportunity for conservation. *Records of the western Australian Museum*, **52**:39-47. Disponible en:

<http://museum.wa.gov.au/sites/default/files/6.%20Yen.pdf>. Acceso el: 21/05/2018.

ZIESCHE, T.M.; ROTH, M. 2008. Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management*, **255**(3-4):738-752.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.060>

Submitted on June 5, 2017

Accepted on March 21, 2018